Québec

Note de recherche forestière n° 117

Cartographie des types de végétation réalisée à partir d'un inventaire écologique pour une aire commune en forêt boréale

Hélène D'AVIGNON, Rock OUIMET et Catherine PÉRIÉ

F.D.C. 187(047.3)(714)
L.C. SD 387.S86

Résumé

Une méthode de cartographie des types de végétation a été appliquée dans une aire commune. Elle comprend une analyse de régression arborescente des types de sous-bois, réalisée avec des observations de terrain « photo-interprétables ». Neuf types de sous-bois trouvés dans l'aire commune ont été prévus (taux de succès moyen de 64 %). Les variables discriminantes en cause sont : le groupement d'essences, sa hauteur, le type géomorphologique et l'altitude. L'analyse des prévisions appliquée aux données de la carte écoforestière a servi à prévoir la localisation des types dans l'aire commune. Les superficies des types bien classées constituent 53 % du territoire. L'étude suggère que le maintien des types de sous-bois dépend plutôt de la distance entre eux que de la superficie totale qu'ils occupent dans ce territoire. Ce phénomène n'est pas observé pour les types à couvert mélangé. L'ensemble des résultats suggère que les conditions édaphiques et le type de couvert sont insuffisants pour expliquer la majeure partie de la variation dans le classement des sous-bois. Cependant, l'étude appuie l'hypothèse du « filtre brut » selon laquelle la conservation de la diversité des couverts forestiers à l'échelle du paysage permettrait de conserver sa diversité de sous-bois sous-jacente.

Mots clés : cartographie écoforestière, régression arborescente, types forestiers, biodiversité.

Abstract

A method of mapping vegetation types was used in a common area. It included a regression tree analysis of the understory types, done using "photo-interpretable" field observations. Nine understory types found in the common area were predicted (average rate of success of 64 %). The classification variables used were: cover type, stand height, geomorphological type and elevation. The prediction analysis applied to data from the ecoforestry map was used to predict the location of cover types in the common area. The area of the well-classified cover types make up 53 % of the common area. The study suggests that the maintenance of understory types depends more on the distance between them than on the total area they occupy in the landscape. This phenomenon is not observed for mixedwood cover types. Overall, the results indicate that edaphic conditions and the cover type are insufficient to explain most of the variation in the understory classification. However, the study supports the "coarse filter" approach, according to which conserving the diversity of stand types at the landscape level would conserve the understory.

Keywords : ecological mapping, decision tree analysis, forest types, understory, biodiversity.

Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
SAINTE-FOY (Québec) G1P 3W8 Canada

Téléphone : (418) 643-7994
Télécopieur : (418) 643-2165
Courriel : rech.for@mrn.gouv.qc.ca

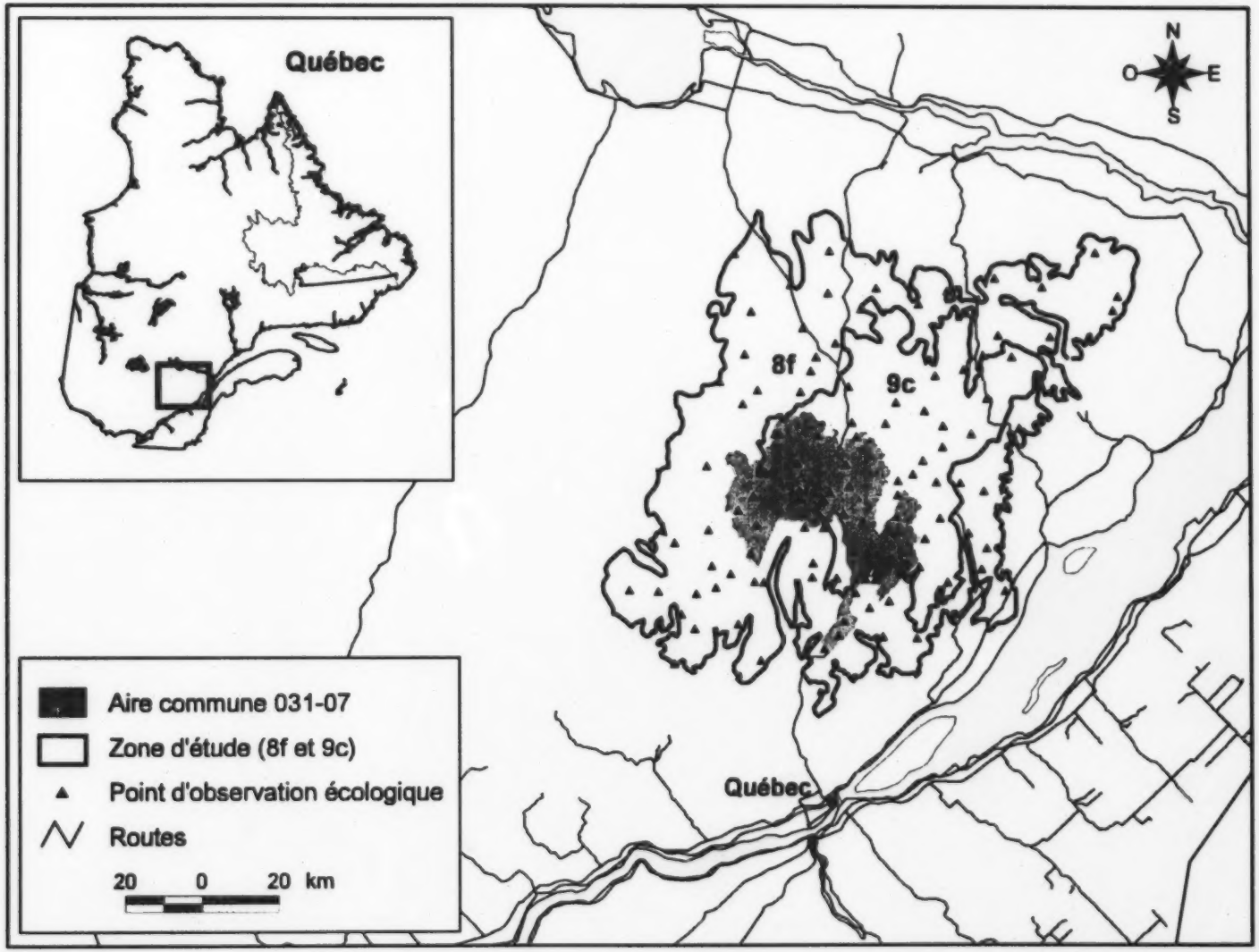

Figure 1. Localisation de l'aire commune 031-07, de la zone d'étude et des points d'observation (P.O.) de l'inventaire écologique du MRN. Les régions 8f et 9c sont les régions écologiques de THIBAULT et HOTTE (1985). Les points sur la figure représentent le centre des virées composées de 6 à 7 P.O.

Introduction

Le Sommet de la Terre à Rio en 1992 s'est tenu vingt ans après le premier dialogue international sur l'avenir de la planète. Les pays participants, dont le Canada, adoptaient une déclaration de principes sur la reconnaissance du rôle non seulement économique des forêts, mais aussi écologique, social, culturel et même spirituel dans le développement des générations actuelles et futures. Le Canada renforçait son adhésion à ces principes en participant en 1994 au Processus de Montréal. Une douzaine de pays des forêts tempérées et boréales définissaient alors un cadre commun de critères d'aménagement forestier durable pour ces types de forêts. Cette même année, le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF) établissait un cadre de six critères, conformes au Processus de Montréal, et proposait plus de 83 indicateurs (CCMF 1997). Les indicateurs permettraient de mesurer les progrès accomplis dans les aspects les plus fins de chacun des critères. Un indicateur pourrait prendre la forme d'une variable quantitative ou qualitative. Par exemple, l'estimation du nombre d'espèces végétales dans un territoire donné constituerait un indicateur quantitatif du critère portant sur la conservation de la biodiversité.

Depuis lors, le Québec s'est inscrit dans la démarche canadienne du développement durable des forêts. En 1996, il s'est engagé formellement dans cette voie en incluant ces six critères comme disposition préliminaire dans sa *Loi sur les forêts*. La Direction de l'environnement forestier (DEF) du ministère des Ressources naturelles (MRN) a reçu quant à elle le mandat de présenter une série d'indicateurs adaptés aux réalités forestières du Québec. Pour ce faire, elle s'est inspirée des indicateurs proposés par le CCMF. La cinquantaine d'indicateurs proposés ont chacun leur échelle d'application : nationale, régionale ou unité d'aménagement. Il va sans dire que des indicateurs peuvent se chevaucher d'une échelle à l'autre. Cependant, aucun indicateur n'est proposé pour l'échelle du peuplement, les écosystèmes forestiers exceptionnels mis à part (MRN 2001).

Dans le cadre du projet sur la mise au point d'une méthode de mesure et de suivi d'indicateurs d'aménagement forestier durable (AFD), nous avons évalué la biodiversité à deux échelles de perception, celle du paysage (Périé *et al.* 2000) et celle du peuplement (D'Avignon *et al.* 1999, 2000). Rappelons que le groupement d'essences a été l'objet de mesures (ou d'indicateurs) à l'échelle du paysage tandis que le sous-bois a été la cible des mesures à l'échelle du peuplement. Mais pour avoir un portrait d'ensemble de la biodiversité des résultats livrés aux deux échelles, il fallait pouvoir les représenter sur une même carte. Le défi consistait donc à identifier les sous-bois sur la carte par un moyen autre que la photo-interprétation, ces derniers n'étant pas visibles sur les photos aériennes.

L'apport d'information apportée par les sous-bois sur une carte serait non négligeable. En plus d'informer sur la diversité végétale présente sous les peuplements, le sous-bois apporterait des indications sur leur écologie et leur dynamisme. L'information livrée par la cartographie écoforestière du Québec constitue certes une source d'information déjà détaillée du territoire forestier. Il y manque cependant la strate de sous-bois, une information essentielle pour localiser entre autres les habitats fauniques (Dussault *et al.* 2001) et pour aider à identifier les écosystèmes exceptionnels (Def 2001).

L'objectif de notre étude est de présenter la méthode de cartographie des types de végétation. Elle a servi à localiser sur une carte avec une précision connue les sous-bois du territoire de l'aire commune 031-07. Nous faisons appel à une méthodologie qui comprend trois étapes. La première consiste en une analyse des prévisions, réalisée à partir d'observations de terrain. La deuxième porte sur la validation de la précision du modèle des prévisions. La dernière consiste en l'application des résultats des prévisions à l'ensemble des données (photo-interprétées) d'information géographique (SIG) de la carte écoforestière de l'aire commune.

Territoire à l'étude

L'aire commune 031-07 (anciennement 032-02), qui couvre un territoire d'environ 1 360 km^2 au nord de la ville de Québec dans la réserve faunique des Laurentides, est située entre les latitudes 47° 08' N. et 47° 45' N. et les longitudes 70° 55' O. et 71° 40' O. (Figure 1). C'est un territoire public actuellement sous contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier avec la compagnie Scierie Leduc, division de Stadacona inc. Du point de vue physiographique, la réserve est l'une des portions les plus accidentées de la longue chaîne des Laurentides qui longe, d'ouest en est, la rive nord du fleuve Saint-Laurent jusqu'au Cap Tourmente, 55 km en aval de Québec. L'assise rocheuse de la réserve consiste en gneiss précambriens avec intrusions de granit, d'anorthosite et de syénite. Les glaciers y ont modelé un relief de collines moutonnées, de vallées et de cuvettes. C'est surtout dans un axe sud-nord que les écarts d'altitude contrastent; du niveau du fleuve au sud, les plus hauts sommets dépassent rapidement les 1 000 mètres au nord. Les changements de climat provoqués par cette élévation subite induisent également des changements dans la végétation, remarquables dès les premiers contreforts. En effet, en partant de Québec et en se dirigeant vers le nord jusqu'au territoire qui nous concerne, on ne traverse pas moins de trois zones de végétation et de quatre domaines bioclimatiques (Thibault et Hotte 1985). L'aire commune 031-07 appartient aux deux domaines les plus boréaux de ces trois zones, soit la sapinière à bouleau blanc et la sapinière à épinette noire. Les sols qui s'y sont développés portent la marque de l'influence de la végétation et du climat froid et très humide : des podzols ferro-humiques ou humo-ferriques avec de fréquents ortsteins ou fragipans, tels que ceux que l'on trouve beaucoup plus au nord (Lamontagne et Nolin 1997).

Matériel et méthode

Typologie forestière

Nous avons utilisé la typologie forestière qui provient de la classification des données de deux inventaires écoforestiers. Le premier de ces inventaires a été réalisé en 1990 par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1994) et le deuxième par le ministère des Ressources naturelles (MRN) en 1989 (Tableau 1). La méthode de classification est décrite dans D'AVIGNON *et al.* (2000). La typologie comprend 34 types, dit types de végétation. Le type de végétation est aussi désigné type forestier. Il ne faut pas confondre le type de végétation avec la « végétation potentielle[1] » ou le « type écologique[2] », qui réfèrent à deux unités différentes de classification. Les types de végétation se distinguent les uns des autres par un sous-bois et un couvert particuliers, ce dernier étant généralement composé d'essences forestières. La liste des types de végétation inventoriés dans la région de cette aire commune se trouve à l'annexe 1.

Carte écoforestière du territoire

La banque de données sur laquelle nous avons appliqué l'analyse des prévisions des sous-bois est celle qui sert à générer les cartes écoforestières numérisées (1 : 20 000) du MRN qui datent de 1990.

[1] Selon le MRN (1996), la végétation potentielle est l'unité de classification qui synthétise les caractéristiques dynamiques de la végétation d'un lieu donné.

[2] Selon le MRN (1996), le type écologique est une unité de classification qui exprime à la fois les caractéristiques du milieu physique et de la végétation potentielle.

Méthode de cartographie des sous-bois des peuplements forestiers

Nous avons choisi d'analyser les sous-bois et non les types de végétation puisque le couvert forestier est une donnée qui figure déjà sur les cartes écoforestières du MRN. La typologie comprend douze sous-bois (Tableau 2).

La méthode comprend trois étapes. La première consiste à construire un modèle pour prévoir objectivement un sous-bois. Nous avons choisi une analyse de régression arborescente que nous appliquons à des variables de terrain qu'il est aussi possible de « photo-interpréter ». Ces variables sont décrites au tableau 3. Les termes employés pour décrire les variables sont généralement ceux adoptés en cartographie écologique (MEF) et écoforestière (MRN). L'analyse de régression arborescente est effectuée avec un nombre égal d'observations (n = 30) pour chacun des types de sous-bois déterminés lors de la classification. Faute d'être représentés par au moins trente points d'observation (P.O.), trois types de sous-bois ont été englobés dans trois autres : les *framboisiers-sphaignes* (rui.s; huit P.O.) dans les *sphaignes* (s); les *oxalis-sphaignes* (o.s; treize P.O.) dans les *mousses-oxalis* (m.o); les *éricacées-lichens* (kaa.cla; trois P.O.) dans les *éricacées* (kaa.leg). Les observations choisies aux fins de l'analyse sont extraites par tirage aléatoire de la banque, qui contient les 909 observations des inventaires.

Tableau 1. Description sommaire des deux inventaires écologiques utilisés dans le cadre de l'étude

Caractéristiques	Inventaire écoforestier du MRN	Inventaire écologique MEF (projet GIR)
Nbre de points d'observation (P.O.)	388	521
Intensité d'échantillonnage (Nbre de P.O. par 10 km^2)	1,3	3,8
Type d'échantillonnage	Virées de ± 1,2 km (5 à 7 P.O.) le long d'un gradient topographique	Transect le long des catenas
Données recueillies :	Relevés d'abondance-dominance (BRAUN-BLANQUET 1932)	Relevés d'abondance-dominance (BRAUN-BLANQUET 1932)
- Végétation	Espèces vasculaires et invasculaires (recensées d'après une liste normative, c.f. SAUCIER *et al.* 1994)	Espèces vasculaires et invasculaires (recensées par des spécialistes en écologie)
- Milieu	Topographie : altitude, versant, exposition, situation sur la pente, forme et inclinaison de la pente, longueur de la pente arrière, etc. Géomorphologie : dépôt meuble, épaisseur de dépôt, drainage.	

Tableau 2. Typologie de la strate des sous-bois observés dans le territoire d'étude

Légende des sous-bois	Description
kaa.cla : éricacées et lichens	Les espèces de la famille des éricacées dominent le sous-bois par rapport aux autres espèces de sous-bois présentes dans la placette. Les lichens couvrent au moins 15 % du sol.
kaa.leg : éricacées	Les espèces de la famille des éricacées occupent au moins 15 % des espèces de sous-bois au-dessus du sol.
m : mousses	Les espèces appartenant aux mousses (dont les genres *Pleurozium, Hylocomium, Polytrichum* et *Mnium*) couvrent au moins 25 % du sol. La présence d'autres espèces dans les strates qui forment le sous-bois au-dessus du sol est tenue pour négligeable.
m.o : mousses et oxalis	Les mousses couvrent au moins 25 % du sol dans la placette. Le recouvrement de l'espèce *Oxalis montana* Raf. est d'au moins 15 %.
m.s : mousses et sphaignes	Les espèces appartenant aux mousses couvrent au moins 40 % du sol. Les espèces du genre *Sphagnum* comptent pour au moins 25 % des invasculaires au sol.
n : espèces herbacées	Les plantes herbacées fréquemment observées dans la sapinière boréale forment une strate importante : *Oxalis montana, Dryopteris spinulosa* (O.F. Muell.) Watt, *Clintonia borealis* (Ait) Raf. *Maianthemum canadensis* Desf., *Trientalis borealis* Raf., *Coptis groendlandica* (Oeder) Fern.
o : oxalide	L'espèce *Oxalis montana* représente au moins 15 % du total des espèces herbacées. La présence d'autres espèces herbacées est tenue pour négligeable.
o.d : oxalide et dryopteris	Les espèces *Oxalis montana* et *Dryopteris spinulosa* forment chacune au moins 15 % des herbacées.
o.s : oxalide et sphaignes	L'espèce *Oxalis montana* fait 15 % du total des espèces herbacées et il y a au moins 25 % des espèces invasculaires du genre *Sphagnum*.
rui : framboisiers	L'espèce *Rubus idaeus* L. représente au moins 15 % des espèces de sous-bois.
rui.s : framboisiers et sphaignes	L'espèce *Rubus idaeus* fait au moins 15 % des espèces de sous-bois et il y a au moins 25 % des espèces invasculaires du genre *Sphagnum*.
s : sphaignes	Les espèces du genre *Sphagnum* représentent au moins 25 % des espèces invasculaires qui couvrent le sol.

Tableau 3. Description des variables utilisées dans l'analyse de classement des sous-bois

Variables (type)[1]	Classes	Description
Altitude (O)	7	< 700 m
	8	700-900
	9	> 900 m
Hauteur des arbres (O)	1	> 7 m
	2	7-4 m
	3	< 4 m
Densité du couvert (O)	A	81 à 100 % de couvert
	B	61 à 80 % de couvert
	C	41 à 60 % de couvert
	D	21 à 40 % de couvert
	E	< 21 % du couvert
Type de couvert (N)	IND	Pas de couvert
	F	Feuillu
	M	Mélangé
	R	Résineux
Groupement d'essences (N)		Assemblage des groupements d'essences cartographiques suivants :
	REGEN	Toutes les appellations qui désignent un peuplement < 1,5 m (R, M, F, origines, etc.). Voir la légende des cartes écoforestières du MRN pour la signification des codes
	P	Plantations
Bétulaie blanche	(BB)	BB
Sapinière à bouleau blanc	(SBB)	BBE, BBR, BBS, BJR, EBB, RBB, RFI, SBB, SFI
Sapinière à sapin	(SS)	SS
Sapinière à épinette	(SE)	ES, SE
Pessière à épinette	(EE)	EE, EME
Mélèzaie	(MEL)	MEE
Non	(TOU)	DH, AL
Types géomorphologique (N)	C	Dépôts glaciaires minces et substratum rocheux à drainage complexe[2]
	M	Dépôts glaciaires épais, dépôts fluvio-glaciaires et substratum rocheux à drainage rapide (1), bon (2) et modéré (3)
	O	Dépôts glaciaires épais, dépôts fluvio-glaciaires, dépôts de pente et substratum rocheux à drainage modéré avec présence de drainage oblique
	H	Dépôts glaciaires épais, dépôts fluvio-glaciaires, dépôts de pente, dépôts organiques et substratum rocheux à drainage imparfait (4) à mauvais (5)
	T	Dépôts organiques, substratum rocheux, dépôts de pente et dépôts fluvio-glaciaires à drainage imparfait (4) et mauvais (5) avec présence de drainage oblique et dépôts organiques à drainage très mauvais (6) avec ou non présence de drainage oblique

Tableau 3 (fin). Description des variables utilisées dans l'analyse de classement des sous-bois

Station[3] (N)	REGEN/C, REGEN/M, REGEN/O, REGEN/H, REGEN/T P/M, P/O BB/O, BB/M SBB/C, SBB/M, SBB/O, SBB/H, SBB/T SS/C, SS/M, SS/O, SS/H, SS/T SE/C, SE/M,SE/O, SE/H, SE/T EE/C, EE/M, EE/O, EE/H, EE/T MEL/M TOU/T	
Exposition (O)	N	337,5 – 22,5°
	NE	22,5 – 67,5°
	E	67,5 – 112,5
	SE	112,5 – 157,5
	S	157,5 – 202,5
	SO	202,5 – 247,5
	O	247,5 – 292,5
	NO	292,5 – 337,5
	T	Exposition totale
	N	Exposition nulle
Pente (O)	A	0 – 3 %
	B	3 – 5 %
	C	5 – 8 %
	D	8 – 12 %
	E	12 – 20 %
	F	> 20 %
Classe de drainage (O)	0	Complexe[2]
	1	Rapide
	2	Bon
	3	Modéré
	4	Imparfait
	5	Mauvais
	6	Très mauvais
Modificateur du Drainage (N)	0	Aucun modificateur
	1	Drainage latéral

[1] Type de variable; O : ordinale, N : nominale.

[2] Le drainage est dit « complexe » lorsque sur une station donnée, on observe plusieurs classes de drainage qui peuvent aller de « rapide » (1) à « très mauvais » (6) (pour plus de détails, voir *le Point d'observation écologique du MRN*, SAUCIER *et al.* 1994).

[3] La station est formée par la combinaison des assemblages de la variable « groupement d'essences » et de la variable « type géomorphologique », laquelle est elle-même formée de la variable « dépôt » et de la variable « drainage ».

À la deuxième étape, nous appliquons sur l'ensemble des 909 observations l'arbre de décision des sous-bois qui résulte de l'analyse. Cette étape a pour objectif de connaître le taux de succès du classement des sous-bois (ou prévisions) par rapport aux sous-bois observés. L'objectif de la troisième étape consiste simplement à généraliser les prévisions des sous-bois obtenues à la deuxième étape à l'ensemble de la base de données des polygones du territoire de l'aire commune 031-07. Cette étape rappelle la méthode publiée par MOORE *et al.* (1991). Ils l'avaient aussi utilisée dans le but de pallier les limites des données de télédétection.

Analyses statistiques

L'analyse de régression arborescente a été effectuée au moyen de la macro TREEDISC de SAS (SAS INSTITUTE 1999). Cette analyse consiste à prévoir une variable dépendante catégorique à partir de variables indépendantes catégoriques. Il s'agit donc pour notre étude de prévoir la variable dépendante « type de sous-bois » selon des variables indépendantes « cartographiables » sélectionnées par l'analyse de régression. Lors de cette analyse, un algorithme divise de façon hiérarchique l'ensemble des observations en sous-ensembles (feuilles), selon la variable indépendante qui les discriminent le mieux. Un test de Chi-carré est fait pour sélectionner cette variable. Au terme de l'analyse, les sous-ensembles résultants renferment un certain nombre d'observations. Les résultats se présentent sous la forme d'un arbre de décision inversé [*Top Down Induction of Decision Tree* (TDIDT)]. L'analyse de régression arborescente tire son origine de la recherche sur l'intelligence artificielle. Cette recherche visait la construction d'un système pouvant identifier des patrons de signaux (p. ex. : le son), capable de les reconnaître par la suite (QUINLAN 1986). La méthode de régression arborescente est avantageuse (BREIMAN *et al.* 1984) : 1) c'est une méthode extrêmement robuste, 2) elle n'exige aucune supposition quant à la distribution de fréquence des données et 3) elle est relativement insensible aux observations aberrantes.

Résultats et discussion

Construction de l'arbre de décision

L'analyse de régression arborescente présente sous forme de schéma la hiérarchie des associations entre le sous-bois et les caractéristiques du milieu (également « photo-interprétables »; Figure 2). Le groupement d'essences (GRPESS) figure en tête de liste. C'est la variable la plus discriminante, c'est-à-dire celle qui permet de mieux distinguer les sous-bois entre eux. Elle montre la spécificité des associations entre les sous-bois et quatre classes de groupements d'essences : 1) les *mousses-oxalis* (m.o) avec les sapinières (SS), 2) les *herbacées* (o.d, n) avec les groupements à bouleaux (BB, SBB), 3) les *éricacées* et les *mousses* (kaa.leg, m) avec les groupements à épinettes noires (EE, SE) et 4) les *framboisiers* (rui) avec les peuplements dits sans couvert (P, REGEN).

Deuxième variable discriminante : le type géomorphologique (GÉOM). Cette variable fait ressortir l'association écologique entre les sphaignes (s, m.s et o.s) et les dépôts à drainage mauvais (T, H, C). Troisième variable discriminante : la hauteur du couvert (HAUT). Elle vient mettre en lumière une autre association : celle des groupements à bouleaux de 7 m de hauteur et moins (2, 3) avec les *herbacées* (n); ces mêmes groupements, mais qui font 7 m et plus (1), avec les sous-bois à *oxalide-dryoptéride* (o.d). Dernière variable discriminante : l'altitude (ALT). Cette dernière rend compte des probabilités plus grandes de trouver les *oxalide-dryoptéride* (o.d) si ces groupements de 7 m et plus (1) sont à une altitude inférieure à 900 m, et d'y trouver plutôt des *herbacées* (n) à une altitude supérieure à 900 m.

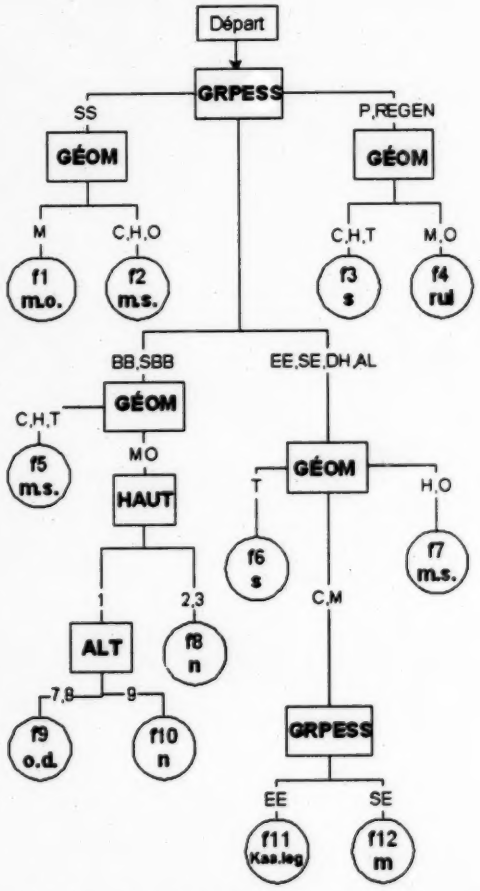

Figure 2. Arbre de décision de la strate de sous-bois obtenue par régression hiérarchique. GRPESS : groupement d'essences; GÉOM : type géomorphologique; HAUT : classe de hauteur du peuplement; ALT : classe d'altitude. La légende des classes associées à ces variables se trouve au tableau 3 et celle associée au sous-bois dans le tableau 2.

Le couvert forestier peut influencer la composition de la strate de sous-bois puisqu'il détermine en partie les processus physiques, chimiques et nutritifs (p. ex. la transmission de la lumière, le pluviolessivage, la production de litière et sa qualité) en cause dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers. Dans l'optique de conservation de la biodiversité, ce résultat appuie l'hypothèse du filtre brut, qui veut que la diversité biologique d'un territoire soit conservée si la diversité des couverts forestiers l'est. L'influence du type géomorphologique sur la composition du sous-bois est cependant moins bien connue. Des preuves s'accumulent tout de même sur le fait que le type géomorphologique joue un rôle non négligeable dans la composition de la strate de sous-bois. LÉGARÉ *et al.* (2001) ont trouvé que dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest le type de couvert et le dépôt de surface influencent la composition en espèce et la richesse en espèces végétales des strates herbacées et arbustives. L'altitude, qui conditionne le climat local, devient déterminante sur les associations végétales si son gradient est étendu (p. ex. CORNS 1983). Les autres variables testées (exposition, pente, etc.) n'avaient pas de pouvoir discriminant. Ce résultat ne surprend guère dans cette région de la forêt boréale. Dans la zone de la forêt mixte et feuillue par contre, VINCENT *et al.* (1986) rapportent que la texture du sol, la pente, l'altitude et l'exposition sont les variables qui permettent de mieux distinguer les associations végétales dans la zone de l'érablière (secteur du Lac des Deux-Montagnes). Il serait donc imprudent d'appliquer à d'autres zones de végétation l'arbre de décision produit avec les données de cette étude sans vérifications préalables.

Taux de succès des prévisions

Dans notre analyse, chaque sous-bois est déterminé avec un certain taux de succès. Ce taux exprime la capacité que le modèle a de prévoir correctement un sous-bois, compte tenu des variables de terrain retenues. Le taux de succès moyen de l'arbre de décision est de 64 % pour cette population-échantillon de sous-bois. Les taux de succès varient de 0 % pour les *oxalis* (o) à 97 % pour les *framboisiers* (rui; Tableau 4). Apparemment, le modèle ne peut pas mettre en évidence le continuum *mousses-oxalis* (m.o), *oxalis* (o) et *oxalide-dryoptéride* (o.d) observé sur le terrain. Cependant, le modèle exprime une cohérence écologique en assimilant les *oxalis* aux *mousses-oxalis* [onze obs. de (o) dans (m.o)] et aux *oxalide-dryoptéride* [onze obs. de (o) dans (o.d)]. Avec leur taux de succès élevé, les *framboisiers* (rui) marquent une appartenance spécifique aux peuplements en régénération (P, REGEN). Les *oxalide-dryoptéride* (o.d) révèlent leur spécificité pour deux types de groupement d'essences, deux types géomorphologiques, une hauteur du couvert et une limite d'altitude donnés, comme l'indique la probabilité de 80 %. À l'inverse, le modèle ne montre aucune spécificité des *mousses* (m) pour une classe d'altitude, de type géomorphologique ou pour un type de groupement d'essences donnés. Cette non spécificité se reflète dans le faible taux de succès, soit 23 %. Les taux de succès des prévisions obtenues grâce à l'analyse de régression arborescente dépassent dans tous les cas le taux de succès attribuable au hasard seul, à l'exception des *oxalis* (o). Le taux de succès attribuable au hasard n'est que de 11 % (1/9 sous-bois) et ce, pour tous les

Tableau 4. Fréquences des classes de sous-bois prévues par l'arbre de décision (cf. Figure 2) en fonction des classes de sous-bois observées pour les données qui ont servi à construire la clé

N° de la feuille dans la clé	Sous-bois prédit	Sous-bois observé[1]									Total
		kaa.leg	m	m.o	m.s	n	o	o.d	rui	s	
		Nbre d'observations									
f1	m.o		4	**18**	1	3	*11*	1			38
f2	m.s		1	6	**13**	1	2	1		4	28
f3	s				1					**7**	8
f4	rui		7		2	13			**29**	3	54
f5	m.s				**3**	1	2			1	7
f6	s				1					**11**	12
f7	m.s	2		1	**6**					3	12
f8	n		2	1	2	**4**	1	2	1		13
f9	o.d	1	2	3	1	3	*11*	**24**			45
f10	n		1			**5**	2	2			10
f11	kaa.leg	**14**	6								20
f12	m		**7**	1			1			1	10
-	o										0
Total		17	30	30	30	30	30	30	30	30	257
Taux de succès		0,82	0,23	0,60	0,73	0,30	0,00	0,80	0,97	0,60	0,64

[1] La légende des classes se trouve dans le tableau 2.

sous-bois. En retenant comme prévision réussie la partie des observations d'*oxalis* (o) prévue dans la classe des *mousses-oxalis* (m.o) et l'autre dans la classe des *dryopteris-oxalis* (o.d), on obtient un taux de succès moyen de 73 % pour l'ensemble des prévisions.

Validation du modèle

La première étape visait la construction du modèle des prévisions d'un sous-bois à partir des variables de photo-interprétation. L'étape de la validation consiste à faire classer par le modèle les sous-bois de l'ensemble des données en vertu de ses capacités de prévision. La validation donne un taux de succès moyen de prévision de 52 % (Tableau 5). Ce taux apparaît consistant en regard du taux de succès moyen du modèle (64 %) construit avec trente observations (sauf exception) pour chaque sous-bois.

L'aménagiste sera toutefois davantage intéressé à connaître le taux de précision du classement des sous-bois, c'est-à-dire la part des sous-bois prévus par le modèle qui correspondra à ceux qu'il observera sur le terrain. Prenons l'exemple des *framboisiers* (rui). Ceux-ci sont bien prévus par le modèle : 29 des 30 observations de *framboisiers* sont effectivement bien prévus (Tableau 5, en colonne). Mais le modèle a également prévu, à cette enseigne, d'autres sous-bois : 42 observations d'*herbacées* (n), 26 observations de *sphaignes* (s + rui.s), 23 observations de *mousses* (m), 17 observations de *mousses-sphaignes* (m.s + o.s). Ce qui fait que la probabilité qu'a cet aménagiste d'observer des *framboisiers* (rui) selon sa carte n'est que de 21 %. Quelques résultats sur cette précision du classement méritent d'être commentés.

Le taux de précision moyen de succès de classement par l'arbre de désision est de 52 % (Tableau 5). L'arbre prévoit avec le plus de succès les sous-bois à *sphaignes* (s + rui.s, 76 %; Figure 3). Aucun sous-bois à *oxalis* n'a, bien entendu, été prévu, celui-ci ayant été assimilé aux *mousses-oxalis* [55 obs. de (o) dans (m.o)] et aux *oxalide-dryoptéride* [35 obs. de (o) dans (o.d)]. Reconnaissant ce classement tout de même adéquat, la précision des prévisions de ces sous-bois est relativement bonne (respectivement 60 et 62 %). Il en est de même pour les sous-bois à *mousses* (m, 62 %) et à *mousses-sphaignes* (m.s + o.s, 55 %).

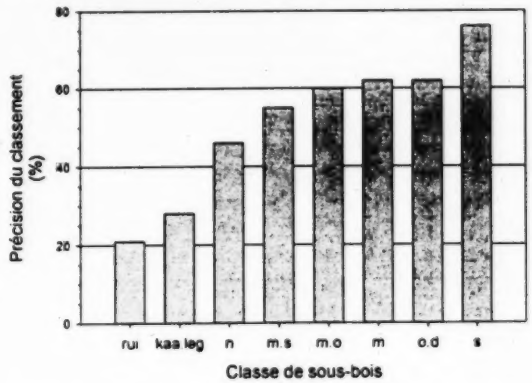

Figure 3. Taux de précision du classement des strates de sous-bois par l'arbre de décision sur l'ensemble des observations (n = 909). Les taux de précision sont calculés en considérant que le sous-bois *oxalis* (o) observé est classé adéquatement dans les deux sous-bois *mousses-oxalis* (m.o) et *oxalide-dryoptéride* (o.d) prédits. La légende de chacune de ces classes se trouve dans le tableau 2.

Tableau 5. Fréquences des classes de sous-bois prévues en fonction des classes de sous-bois observées pour l'ensemble des données

Sous-bois prédit	Sous-bois observé[1]									Total
	kaa.leg	m	m.o	m.s	n	o	o.d.	rui	s	
	Nbre d'observations									
kaa.leg	**14**	31		2					3	50
m		**29**	4	11		1			2	47
m.o[2]		26	**23**	9	7	**55**	2		9	131
m.s	2	12	9	**122**	5	14	2		56	222
n		13	2	10	**38**	10	8	1		82
o.d[2]	1	9	5	11	19	**35**	**39**		1	120
rui		23		17	42			**29**	26	137
s		2		23	3				**88**	116
Total	17	145	43	205	114	115	51	30	185	905[1]
Taux de succès	0,82	0,20	0,53	0,60	0,33	0,78	0,76	0,97	0,48	0,52

[1] La légende de chacune de ces classes se trouve dans le tableau 2.
[2] Quatre observations n'ont pu être classées à cause de valeurs manquantes.

L'arbre de décision a permis le classement d'un nombre important (31 obs.) de sous-bois à *mousses* (m) dans le groupe des *éricacées* (kaa.leg; Tableau 5). Ce résultat suppose que ces deux sous-bois partagent le même milieu : les couverts d'épinettes noires établis sur les dépôts glaciaires à drainage généralement rapide à modéré. C'est d'ailleurs ce que notent PAYETTE *et al.* (2000) dans le Parc des Grands-Jardins situé à l'est de l'aire commune 031-017. Leurs travaux montrent que la transformation de la pessière à mousses et éricacées en pessière à lichens et éricacées est attribuable à l'incidence de perturbations naturelles en rafale (feu et épidémie d'insectes). En ce sens, on peut noter que 82 % des sous-bois à *éricacées* (kaa.cla + kaa.leg) se sont bien classés (Tableau 5). Ce résultat suggère que l'arbre de décision circonscrit assez précisément le milieu où le sous-bois d'*éricacées* est susceptible de se développer.

Localisation et superficies occupées par les types de végétation

L'application du modèle des prévisions des sous-bois aux données numérisées de la carte écoforestière a permis d'obtenir la localisation et l'étendue probables des types de végétation présents dans l'aire commune en 1990 (Tableau 6). Le modèle prévoit que le type de végétation le plus répandu est la sapinière à *mousses et oxalis* (m.o + o.s + o), suivi de la sapinière à *mousses et sphaignes* (m.s). À eux seuls, ces types de végétation constitueraient près de 33 % du territoire forestier de l'aire commune. Les peuplements en régénération suivent en importance. Ils occupent près de 18 % du territoire; leur strate de sous-bois prévue se compose principalement de *framboisiers* (rui) ou de *sphaignes* (rui.s + s).

Les pessières à sapin ou sapinières à épinette noire couvrent environ 17 % du territoire forestier. Sous ces couverts, le modèle prévoit un sous-bois à *mousses* (m) en grande majorité (80 % de ces peuplements; Tableau 6). Les autres types de sous-bois prévus pour ces couverts sont ceux à *mousses et sphaignes* (m.s) et à *sphaignes* (s). Parmi les pessières pures, qui couvrent près de 10 % du territoire, ce sont les pessières noires à *mousses et sphaignes* (m.s) qui occuperaient le plus de superficie (5,5 % du territoire). Suivent les pessières noires à *éricacées* (kaa.cla + kaa.leg) qui ne couvriraient que 2,5 % du territoire forestier. Les pessières noires à *sphaignes* (s) ne représenteraient que 5 % des pessières noires dans l'aire commune d'après les prévisions du modèle.

Les couverts mélangés formés de sapinières à bouleau blanc et de bétulaies blanches à sapin se voient attribuer par le modèle les sous-bois suivants : 52 % de *mousses et sphaignes* (m.s) et une part à peu près égale d'*herbacées* (n) et d'*oxalide-dryoptéride* (o.d + o). Sous les couverts de bétulaies blanches se développeraient selon les prévisions des *mousses et sphaignes* (m.s), des *herbacées* (n) et des *oxalide-dryoptéride* (o.d + o; Tableau 6).

Diversité d'espèces et superficie

Notre étude ne montre aucune relation entre la richesse des espèces végétales d'un type de végétation et la superficie totale qu'il occupe dans l'aire commune ($r = 0,22$ n.s.; Figure 4a). Ceci peut s'expliquer entre autres par le morcellement des types de végétation. Chaque couvert d'un type de végétation peut en effet occuper de 10 ha à plus de 100 ha. Cette variation crée à l'échelle du paysage une mosaïque de couverts très fragmentée (PÉRIÉ *et al.* 2000). Parallèlement, nous avons aussi examiné la relation entre la richesse des espèces végétales d'un type de végétation et le degré d'isolement moyen de son voisin du même type le plus proche (estimé selon l'indice d'isolement moyen de PÉRIÉ *et al.* 2000; Figure 4b). Une relation inverse apparaît : des types de végétation à l'état de régénération, qui ont une richesse des espèces végétales élevée et un degré d'isolement faible (distants de moins de 300 m), on passe à des types de végétation dominés par des couverts purs, soit de résineux, soit de bouleau blanc, et dont la richesse des espèces végétales diminue à mesure que leur degré d'isolement augmente. Ce résultat et celui présenté à la figure 4a laissent entendre que le maintien des associations d'espèces végétales (sous-bois) dans le territoire dépend davantage de leur degré d'isolement que de la superficie totale qu'elles y occupent. L'isolement est une variable qui a parfois une influence prépondérante sur la richesse spécifique des types de végétation (JACQUEMYN *et al.* 2001). Mais comme LOMOLINO *et al.* (2001), on n'observe pas cette influence pour tous les écosystèmes. Dans notre cas, les sapinières à *oxalide-dryptéride* et à *herbacées* (SBB/o.d et SBB/n) ont toutes deux une richesse élevée d'espèces végétales, même si elles sont relativement isolées les unes des autres (environ 960 m ; Figure 4b). Nous pouvons mentionner les facteurs en cause suivants pour expliquer cette richesse élevée : 1) une richesse intrinsèque élevée (DESHAYE et MORISSET 1998), ceci étant possiblement attribuable à leur couvert mélangé, 2) une disponibilité plus grande de ressources et d'énergie (WYLIE et CURRIE 1993), ou 3) une résistance plus élevée de ces écosystèmes aux stress ou aux perturbations (WHITTAKER 1998). Nous pouvons tirer de nos résultats les mêmes conclusions que CONNOR et MCCOY (1979) : les écosystèmes sont dotés de plus d'un mécanismes de survie pour se maintenir dans un territoire.

Limites de l'arbre de décision

L'arbre de décision n'a pas permis de prévoir certains types de végétation supérieurs à 4 m, qui sont pourtant observés dans les inventaires de terrain. Les types de végétation à *sphaignes* (BBS/o.s et SS/s) non prévues ont probablement été assimilés aux types de végétation à *mousses et sphaignes* (m.s) par l'arbre de décision. Une partie (23/116 = 20 %) des sous-bois classés dans les *sphaignes* sont en réalité des observations de *mousses et sphaignes* (Tableau 5). Ce fut sans doute le même cas pour les types de végétation à *mousses* non prévus (SS/m et EE/m), qui ont été majoritairement assimilés aux même types de couvert, mais à *mousses et sphaignes* (m.s).

Tableau 6. Superficie des types de végétation prédits, par type de peuplement, de la mosaïque forestière de l'aire commune 031-07 en 1990

Type de peuplement	Type de végétation prédit	Superficie couverte (km^2)	Superficie couverte par rapport à l'aire commune[1] (%)	Superficie couverte par type de peuplement (%)
Moins de 4 m de hauteur				
Régénération naturelle	REGEN/rui	151,93	11,81	67
	REGEN/s	74,40	5,78 / 17,59[2]	33
Plantations	P/rui	42,16	3,28	86
	P/s	6,70	0,52 / 3,80	14
Dénudés humides (DH) et aulnaies (AL)	DH,AL/	0,34	0,03	1
	DH,AL/m.s.	10,59	0,82	30
	DH,AL/s	23,98	1,86 / 2,71	69
Sous-total < 4 m		310,11	24,11	
Plus de 4 m de hauteur				
Bétulaies blanches (BB)	BB/m.s.	8,59	0,67	48
	BB/n	3,32	0,26	19
	BB/o.d.	5,96	0,46 / 1,73	33
Bétulaies blanches à sapin (BBS) et sapinières à bouleau blanc (SBB)	SBB/m.s.	101,19	7,87	52
	SBB/n	47,63	3,70	25
	SBB/o.d.	45,21	3,51 / 15,08	23
Sapinières (SS)	SS/m.o.	248,58	19,32	59
	SS/m.s.	173,29	13,47 / 32,79	41
Sapinières à épinette noire (SE) et pessières à sapin (ES)	ES/m	171,79	13,35	80
	ES/m.s.	41,04	3,19	19
	ES/s	0,72	0,06 / 16,60	1
Pessières à épinette noire (EE)	EE/kaa.leg	32,37	2,52	27
	EE/m.s.	70,40	5,47	58
	EE/s	17,85	1,39 / 9,38	15
Mélèzaies (MEL)	MEL/	2,98	0,23	36
	MEL/m.s.	2,03	0,16	24
	MEL/s	3,30	0,26 / 0,65	40
Sous-total forêt		976,26	75,89	
Total forêt		1 286,37	100,00	
Autre[3]		82,39		
Grand total		1 368,76		

[1] Pourcentage excluant les polygones non-forestiers (autre[3]).
[2] Pourcentage total pour le type de peuplement.
[3] Autre : cours d'eau, chemins, habitations, lignes de transmission électrique.

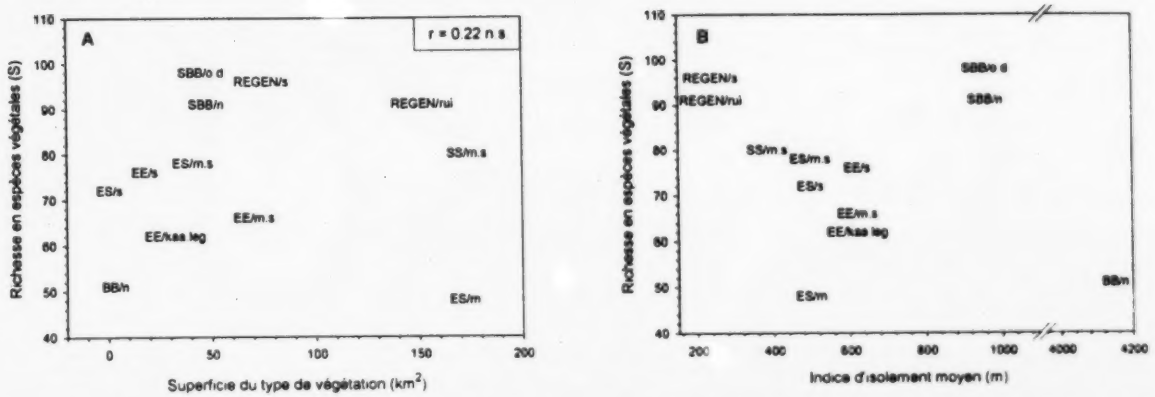

Figure 4. Relation entre la richesse des espèces végétales du type de végétation (indice S des types de végétation de D'AVIGNON *et al.* 2000 selon les données du MRN) et A) sa superficie estimée dans l'aire commune 031-07 selon l'arbre de décision et B) l'indice d'isolement moyen entre deux types de couverts du même type dans ce territoire (calculé selon la distance moyenne la plus courte; PÉRIÉ *et al.* 2000).

Les superficies des types de végétation bien classées constituent 53 % du territoire si l'on reconnaît que les données des cartes écoforestières sont relativement exactes. MOORE *et al.* (1991) ont obtenu un taux de précision de 83 % du classement d'associations végétales dans une région de l'Australie en utilisant une méthode similaire à la nôtre. Cependant, ils y ont intégrés la modélisation spatiale et disposaient de beaucoup plus de variables, de sol notamment. Grâce à plus de variables, leur arbre de décision a établi plus de 510 distinctions entre les associations en regard du nôtre, qui n'a pu qu'en distinguer douze. Il semblerait donc que les capacités de prévision du modèle augmentent avec la quantité de variables disponibles et leur pouvoir discriminant.

Il serait possible d'améliorer le taux de précision des cartes de types de végétation en intégrant plus de données de sol (par ex. types et séries de sol des cartes pédologiques, données géologiques), et des données sur l'historique des perturbations des peuplements. Le remplacement de la pessière noire à *mousses* par la pessière noire ouverte à éricacées et à cladonies, consécutif à deux perturbations en rafale (PAYETTE *et al.* 2000), est un exemple probant de l'impact majeur de l'historique des perturbations sur la composition des types de végétation des forêts boréales. En tant que « moteur » de la dynamique des forêts boréales (BERGERON *et al.* 2001, MORIN 1994), les perturbations influencent non seulement la composition du couvert forestier à venir, mais aussi le cycle des éléments nutritifs et la fertilité des stations.

Les résultats de notre étude concordent avec ceux de LÉGARÉ *et al.* (2001), qui ont aussi tenté d'expliquer la variabilité des sous-bois à partir de variables du milieu disponibles sur les cartes écoforestières. Nos résultats confirment que ces variables ne suffisent pas à expliquer en grande partie cette variabilité observée sur le terrain, dans le domaine de la forêt boréale du moins.

Conclusion

La précision moyenne de la cartographie des types de végétation est de 53 %. La précision du classement des sous-bois varie de 21 à 76 %. Parmi les variables retenues, le groupement d'essences qui forme le couvert des types de végétation, sa classe de hauteur, le type géomorphologique et l'altitude sont les variables les plus influentes sur la détermination d'un sous-bois dans cette région. Cependant ces variables sont insuffisantes pour expliquer en grande partie la variabilité du classement des sous-bois. La précision de cette méthode est donc limitée par les variables disponibles.

Nos résultats révèlent cependant la spécificité de sous-bois pour des couverts dans certaines conditions. Cela suggère que la perte de certains couverts forestiers pourrait entraîner la disparition des sous-bois qui leur sont associés. Dans cette optique, conserver une diversité de couverts forestiers à l'échelle du paysage devrait aider à conserver la diversité des sous-bois sous-jacente. En cela, notre étude vient appuyer l'hypothèse du filtre brut.

Remerciements

Cette étude est la dernière d'un projet plus large d'expérimentation d'une méthodologie de mesure et de suivi d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans le territoire de l'aire commune 031-07 située dans la réserve des Laurentides (projet 0310 1495). Nous remercions M. Vincent Gérardin du ministère de l'Environnement du Québec pour sa participation active à ce projet d'expérimentation, ainsi que le personnel de la compagnie Scierie Leduc et de l'Unité de gestion de Portneuf-Laurentides (31) pour leur contribution au projet, grâce au programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier du MRNQ. Des remerciements sont également adressés à Mme Sylvie Bourassa pour la mise en page du manuscrit et à M. Pierre Bélanger, responsable de son édition.

Références

BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR, 2001. *Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry*. Can. J. For. Res. 31 : 384-391.

BRAUN-BLANQUET, J., 1932. *Les survivants des périodes glaciaires dans la végétation méditerranéenne du Bas-Languedoc, leur valeur indicatrice et leur signification pratique*. Communication statique internationale de géobotanique méditerrannéenne alpine.

BREIMAN, L., J.H. FRIEDMAN, R.A. OLSHEN et C.J. STONE, 1984. *Classification and regression trees*. Waldworth, Belmont, Californie.

CCMF (Conseil canadien des ministres des forêts), 1997. *Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada*. Rapport technique 1997. Ress. Nat. Can., Serv. Can. For., Rapport Fo75-3/6-1997F. (http://www.nrcan.gc.ca/cfs/proj/ppiab/ci/pdf/ci_f.pdf)

CONNOR, E.F. et E.D. MCCOY, 1979. *The statistics and biology of the species-area relationship*. Am. Nat. 113 : 791-833.

D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, V. GERARDIN et R. OUIMET, 1999. *Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans l'aire commune 32-02 : portrait de la richesse floristique*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 96. 22 p.

D'AVIGNON, H., R. OUIMET, S. TREMBLAY, C. PÉRIÉ et V. GERARDIN, 2000. *Utilisation des indices de Pielou pour caractériser la diversité des types de végétation dans une aire commune de la forêt boréale*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Note de recherche forestière n° 107. 20 p.

DEF (Direction de l'environnement forestier), 2001. *Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec, éléments clés de la diversité biologique*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, publication n° 2001-3072.

DESHAYE, J. et P. MORISSET, 1988. *Floristic richness, area, and habitat diversity in a hemiarctic archipelago*. J. Biogeogr. 15 : 747-757.

DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J. HUOT et J.-P. OUELLET, 2001. *The use of forest maps for the description of wildlife habitats : limits and recommendations*. Can. J. For. Res. 31 : 1227-1234.

JACQUEMYN, H., J. BUTAYE et M. HERMY, 2001. *Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches : the role of area, time and dispersal limitation*. J. Biogeogr. 28 : 801-812.

LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN, 1997. *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols*. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Sainte-Foy, Québec. 69 p.

LÉGARÉ, S., Y. BERGERON, A. LEDUC et D. PARÉ, 2001. *Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec*. Can. J. Bot. 79 : 1019-1027.

LOMOLINO, M.V., 2001. *The species-area relationship : new challenges for an old pattern*. Progr. Phys. Geogr. 25 : 1-21.

MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune), 1994. *Gestion intégrée des ressources de la réserve faunique des Laurentides : cadre écologique de référence. Version préliminaire*. Gouvernement du Québec, Direction du patrimoine écologique, Service de la cartographie écologique.

MOORE, D.M., B.G. LEES et S.M. DAVEY, 1991. *A new method for predicting vegetation distributions using decision tree analysis in a geographic information system*. Env. Manage. 15 : 59-71.

MORIN, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone, Quebec*. Can. J. For. Res. 24 : 730-741.

MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1996. *Programme de connaissance des écosystèmes forestiers du Québec méridional : objectifs et méthodes de classification de la végétation*. Direction de la gestion des stocks forestiers, Québec. 11 p.

MRN (Ministère des Ressources naturelles), 2001. *L'aménagement forestier durable. Guide de référence*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Québec. 94 p. + annexes. (http://www.mrn.gouv.qc.ca/3/36/363/pdf/Amenage/20013048.pdf).

PAYETTE, S., N. BHIRY, A. DELWAIDE et M. SIMARD, 2000. *Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest*. Can. J. For. Res. 30 : 288-305.

PÉRIÉ, C., F. LEVESQUE, H. D'AVIGNON, R. OUIMET et V. GERARDIN, 2000. *Utilisation d'indicateurs cartographiques dans la caractérisation de la mosaïque forestière à l'échelle d'une aire commune*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 101. 18 p.

QUINLAN, J.R., 1986. *Induction of decision trees*. Machine Learning 1 : 81-106.

SAS Institute Inc., 1999. SAS OnlineDoc®, Version 8, Cary, NC: SAS Institute Inc.

SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER et H. D'AVIGNON, 1994. *Le point d'observation écologique : normes techniques.* Ministère des Forêts du Québec, Service des inventaires forestiers, Québec, Québec. 116 p.

THIBAULT, M. et D. HOTTE, 1985. *Les régions écologiques du Québec méridional : 2e approximation.* Carte couleur 1 : 1 250 000. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, Québec.

VINCENT, G., Y. BERGERON et A. MEILLEUR, 1986. *Plant community pattern approach : a cartographic approach applied in the Lac des Deux-Montagnes area (Québec).* Can. J. Bot. 64 : 326-335.

WHITTAKER, R.H., 1998. *Island biogeography : ecology, evolution and conservation.* Oxford University Press, New York.

WYLIE, J.L. et D.J. CURRIE, 1993. *Species-energy theory and patterns of species richness. 1. Patterns of bird, angiosperm, and mammal richness on islands.* Biol. Cons. 63 : 137-144.

Annexe 1. Types de végétation rencontrés sur le terrain dans l'aire commune 031-07

Code	Appellation	MEF	MRN
		Nbre de P.O.[1]	
	Moins de 4 m de hauteur		
rui(bop)/n	arbustaie à framboisier (à bouleau blanc) et à herbacées	5	14
bop/n	arbustaie à bouleau blanc et à herbacées	26	
bop(sab)/rui	arbustaie à bouleau blanc (à sapin) et à framboisier	20	10
bop.sab/rui.s	arbustaie à bouleau blanc, à framboisier et à sphaignes	7	1
bop.sab/s	arbustaie à bouleau blanc, à sapin et à sphaignes	5	
sab/s	arbustaie à sapin et sphaignes	15	3
sab.bop/m.s	arbustaie à sapin, à bouleau blanc, à mousses et à sphaignes	4	
sab.bop/s	arbustaie à sapin, à bouleau blanc et à sphaignes	7	
sab/m	arbustaie à sapin et à mousses	13	2
sab.epn/m	arbustaie à sapin, à épinette noire et à mousses	5	1
sab.epn/m.s	arbustaie à sapin, à épinette noire, à mousses et à sphaignes	4	1
epn/m.s	arbustaie à épinette noire, à mousses et à sphaignes	22	1
epn/s	arbustaie à épinette noire et à sphaignes	18	
cac/s	herbaçaie à calamagrostide et à sphaignes	3	
	Plus de 4 m de hauteur		
BB/n	forêt à bouleau blanc et à herbacées	15	3
BBS/n	forêt à bouleau blanc, sapin et à herbacées	22	7
BBS/o.s	forêt à bouleau blanc, sapin, à oxalide et à sphaignes	5	8
SBB/n	forêt à sapin (bouleau blanc) et à herbacées	11	12
SBB/o	forêt à sapin à bouleau blanc et à oxalide	42	74
SBB/o.d	forêt à sapin, à bouleau blanc, à oxalide et à dryoptéride	8	43
SS/m	forêt à sapin et à mousses	33	22
SS/m.o	forêt à sapin, à mousses et à oxalide	41	2
SS/m.s	forêt à sapin, à mousses et à sphaignes	40	44
SS/s	forêt à sapin et à sphaignes	19	8
SE/s	forêt à sapin, à épinette noire et à sphaignes	13	15
ES/m	forêt à épinette noire, à sapin et à mousses	19	10
ES/m.s	forêt à épinette noire, à sapin, à mousses et à sphaignes	8	32
EE/m	forêt à épinette noire et à mousses	27	16
EE/m.s	forêt à épinette noire, à mousses et à sphaignes	14	20
EE/s	forêt à épinette noire et à sphaignes	39	10
AL/s	arbustaie à aulne rugeux (à sapin) et à sphaignes	6	4
TOU/s	tourbière à sphaignes	5	7
EE/kaa.leg	forêt à épinette noire et à éricacées		15
EE/kaa.cla	forêt à épinette noire, à éricacées et à lichens		3
Total		521	388

[1] P.O. : Point d'observation.

2002-3102

ISBN 2-550-39865-3
Dépôt légal 2002
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 2002 Gouvernement du Québec

Ressources naturelles
Québec